

Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára

¹ SIMON LÁSZLÓ, ² PROKISCH JÓZSEF és ² GYŐRI ZOLTÁN

¹ Gödöllői Agrártudományi Egyetem Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Mezőgazdasági Tanszék, Nyíregyháza és ² Debreceni Agrártudományi Egyetem Műszerközpont, Debrecen

Bevezetés

A szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosításának egyik legfontosabb korlátozó tényezője azok nehézfém-tartalma (VERMES, 1998). JUSTE és MENCH (1992) tíz évnél hosszabb szennyvíziszap-elhelyezési tartamkísérletek eredményeit értékelve megállapították, hogy a szennyvíziszapokból származó nehézfémek a termőtalajok felső rétegében akkumulálódnak, mélyebb rétegekbe történő lemosódásukkal gyakorlatilag nem kell számolnunk. Fennáll viszont annak a veszélye, hogy a nehézfémek a talajrészecskékkel a talajművelés során oldalirányban a szennyvíziszap-kezelést nem kapott parcellák talajára hordódnak át. A szennyvíziszapokból általában kevesebb nehézfém került át a mezőgazdasági növényekbe, mint az a szennyvíziszapok nehézfém-koncentrációjából következett volna. Mindez a szennyvíziszapból a talajba került nehézfémek kötési formáinak megváltozásával, illetve a pH megemelkedésével magyarázható (HENRY & HARRISON, 1992; JUSTE & MENCH, 1992). A szennyvíziszappal több évig kezelt talajokon termesztett növények vegetatív szerveinek és magtermésének Zn-koncentrációja egyaránt megemelkedett. Ezzel szemben a szennyvíziszapokból szintén könnyen felvehető kadmium és nikkel már nem transzlokálódott a cinkhez hasonló mértékben a haszonnövények generatív szerveibe (JUSTE & MENCH, 1992).

A hazai települési szennyvíziszapok nehézfém-tartalma általában alacsonyabb az iparilag fejlettebb államok szennyvíziszapjaiban mért értékeknél. Legtöbb vidéki városunk szennyvíziszapjában nincs olyan mértékű nehézfém-szennyeződés, amely azok mezőgazdasági hasznosítását korlátozná (BERTA & OLÁH, 1978; VERMES, 1998). TAMÁS és FILEP (1995) vizsgálatai szerint a hazai szennyvíziszapokat elsősorban Zn, Cr, Mn és Pb szennyező forrásként kell figyelembe venni, a hatályos szennyvíziszap-elhelyezési előírásokat betartva azonban hosszú távon sem következik be káros mértékű nehézfém-felhalmozódás talajainkban.

Kevés hazai kísérletben vizsgálták eddig a szennyvíziszapok mellett a szennyvíziszap komposztokból történő növényi nehézfém-akkumulációt. Az aerob komposztálási eljárás megváltoztathatja a nehézfémek kémiai kötésformáit és a növények által történő felvehetőségét az anaerob módon rothasztott szennyvíziszaphoz képest (HENRY & HARRISON, 1992). Ez a tény ösztönzött bennünket arra, hogy 2 éves szabadföldi kísérletben tanulmányozzuk a kukorica tesztnövény települési szennyvíziszap komposztból történő nehézfém-akkumulációját.

Kísérleti anyag és módszer

Szennyvíziszap komposzt és talajvizsgálatok

A kísérleteinkben tanulmányozott szennyvíziszap komposzt Nyíregyházáról a „Nyírségvíz” Rt. I. számú Westsik Vilmos úti telepének egyik prizmájából származott. 1996-ban és 1997-ben botfúróval 3 átlagmintát vettünk ugyanabból a 3 illetve 4 éves prizmából, ahonnan a kísérletekben felhasznált nagyobb mennyiségű szennyvíziszap komposzt is származott. 10–10 leszúrásból kevertük össze a 0–60 cm-es mélységből vett 1–1 kg össztömegű átlagmintákat.

A kezelendő kísérleti parcellák talajának mintázását 1996-ban és 1997-ben a kísérlet indításakor, 1997-ben pedig a szennyvíziszap kijuttatás után 1 héttel is elvégeztük. Az azonos kezelést kapott parcella talaját botfúróval mintáztuk meg: 10–10 leszúrásból 1–1 kg össztömegű, 2–2 átlagmintát vettünk 0–20 cm-es mélységből a terület átlós bejárásával.

A szennyvíziszap komposzt- és talajmintákat légszáraz állapot eléréséig szárítottuk, megdaráltuk illetve átszitáltuk (< 1 mm), majd cc. HNO_3 - cc. H_2O_2 3:1 (v/v) arányú elegyével tártuk fel az elemanalízist megelőzően. Az elemanalízist plazmaemissziós spektrometria (ICP-AES, Labtam 8840M típus) technika alkalmazásával végeztük el kezelésenként az átlagmintákból, 3–3 ismételtsben a DATE Műszerközpontjában (Debrecen).

Nehézfémek a szennyvíziszap komposztban

A nyíregyházi szennyvíziszap komposztban található egyes nehézfémek mennyisége lényegesen kisebb azoknál a hazai (1. táblázat) és nemzetközi határértékeknél, melyeket a szennyvíziszapok mezőgazdasági elhelyezésére dolgoztak ki. A nyíregyházi szennyvíziszap komposztban kevesebb a nehézfém, mint a korábbi kísérletekben megvizsgált hazai szennyvíziszapokban. Megállapíthatjuk tehát, hogy a vizsgált szennyvíziszap komposzt relatíve szennyezetlen nehézfémekkel. Nem hozható azonban korlátozás (hatósági engedélyek és kémiai vizsgálatok) nélkül forgalomba, mivel Hg-koncentrációja meghaladja a szennyvíziszap komposztokra vonatkozó szabványban rögzített 1 mg/kg szárazanyag értéket (MSZ-10-509, 1992).

1. táblázat

A kísérleti talaj és a kijuttatott szennyvíziszap komposzt elemösszetétele
(Nyíregyháza, 1996 és 1997)

(1) Elem	(2) Talaj		(3) Szennyvíz- iszap komposzt ^a		(4) Határ- érték ^b	(5) Talaj + sz. iszap komposzt ^c	(6) Határ- érték ^d
	1996	1997	1996	1997		1997	
P (g/kg)	1,0	0,8	2,4	5,9	-	0,89	-
K (g/kg)	3,7	3,5	2,1	2,4	-	3,6	-
Ca (g/kg)	29,1	35,5	10,8	22,8	-	36,2	-
Mg (g/kg)	5,4	7,3	2,6	4,0	-	7,2	-
Cd (mg/kg)	0,53	<0,05	0,98	0,77	15	<0,05	1-3
Cr (mg/kg)	22,2	15,2	20,0	37,8	1000	14,8	75-100
Cu (mg/kg)	28,9	25,7	39,3	102	1000	14,4	75-100
Hg (mg/kg)	2,04	<1,0	1,73	2,16	10	<1,0	1
Mn (mg/kg)	465	518	234	368	2000	538	-
Ni (mg/kg)	16,6	13,3	12,9	18,0	200	13,4	50
Pb (mg/kg)	19,4	6,7	41,7	94	1000	4,8	100
Zn (mg/kg)	114	92	340	855	3000	42,5	200-300

^a A mérési adatok 3 átlagminta analízisének átlagai, az elemkoncentrációkat HNO₃/H₂O₂ feltárás után határoztuk meg. ^b A szennyvíziszapban megengedhető maximális nehézfém-koncentrációk határértékei a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása és elhelyezése esetén (MI-08-1735:1990 ágazati műszaki irányelv). ^c A kísérletben alkalmazott talaj nehézfém-összetétele közvetlenül a 40 t/ha-os szennyvíziszap komposzt kezelés után 1997-ben. ^d A talajban megengedhető maximális nehézfém-koncentrációk határértékei szennyvíziszap-hasznosítás és -elhelyezés esetén (MI-08-1735:1990 ágazati műszaki irányelv).

Az 1. táblázatban közölt értékekhez hasonló elemarányokat mértünk a korábbi években végzett tenyészedényes vizsgálataink során más szennyvíziszap komposzt prizmákból származó mintákban is (nem közölt adatok) – ez viszonylag homogén tápelem-összetételre és nehézfém-szennyeződésre utal. A nyíregyházi szennyvíziszap komposzt nehézfém-szennyeződésében tehát nincs számottevő ingadozás, mindez mezőgazdasági szempontból előnyös lehet. Valamennyi általunk megvizsgált szennyvíziszap komposzt mintában a cink koncentrációja volt a legmagasabb. Mivel a cink igen mobilis, könnyen felvehető esszenciális mikroelem, akkumulációjának vizsgálatára a kukorica tesztnövényben külön figyelmet fordítottunk.

A kísérletben alkalmazott szennyvíziszap komposzt és talaj további fizikai és kémiai jellemzőit korábbi közleményünkben ismertettük (SIMON & SZENTE, 2000).

Kukorica kultúra kezelése szennyvíziszap komposzttal

Szabadföldi kísérletet állítottunk be 1996-ban és 1997-ben kukorica (*Zea mays* L., Kiskun 4190 TC fajta) tesztnövényrel a Nyíregyházi Mezőgazdasági Főiskola gyakorlókertjének két különböző helyszínén. A szabadföldi kísérlet beállításának körülményeit, valamint a termesztéstechnikai paramétereket előző tudományos közleményünkben részletesen ismertettük (SIMON & SZENTE, 2000). A parcellák talajának felső 15–20 cm-es rétegébe 1996-ban 0, 1 és 4 kg/m² (0, 10 és 40 t/ha), 1997-ben pedig 0, 1, 2 és 4 kg/m² (0, 10, 20 és 40 t/ha) nedves szennyvíziszap komposztot dolgoztunk be ismétlés nélkül. A szennyvíziszap-kijuttatás után a 40 m²-es parcellák negyedelésével 4–4 db 10 m²-es alparcellát (belső ismétlést) alakítottunk ki a kezeléseken belül.

A kísérleti parcellák vályogos homok jellegű, gyengén savanyú barna erdőtalaja a kísérletet megelőző években sem műtrágyázásban, sem más jellegű nehézfém-szennyeződést okozó kezelésben nem részesült.

Növényvizsgálatok

A kukorica nehézfém-akkumulációjának vizsgálatához a kísérlet során 3 alkalommal vettünk növénymintát az azonos kezelést kapott alparcellák átlós bejárásával, valamennyi esetben 5–5 növényt, kezelésenként tehát 20–20 növényt mintáztunk meg. Egy-egy mintavétel során kb. 0,5 kg növénymintát gyűjtöttünk be kezelésenként. Az első mintavételre 1996. május 31-én 4–6 leveles korban került sor, ekkor teljes növényt, vagyis a föld alatti gyökeret és a föld feletti hajtást mintáztuk meg. Második alkalommal 1996. július 12-én, címerhánnyáskor a címer alatti első teljesen kifejlett (általában felülről a 3. pozíciójú) leveleket gyűjtöttük be. A harmadik mintavétel betakarításkor (1996. október 1.) történt: ekkor gyökér, szár, levél, torzsa, mag, csuhé, címer növényi szervekre bontottuk a mintákat. 1997-ben a mintavétel 4–6 leveles korban (1997. június 21.), címerhánnyáskor (1997. július 23.) és betakarításkor (1997. október 10.) történt az előző évihez hasonlóan, azzal a különbséggel, hogy betakarításkor kizárólag a magvakat mintáztuk meg.

Az azonos kezelésben részesült mintákból összekeveréssel átlagmintákat képeztünk. A növényminták mosása, szárítása, darálása a korábbi tudományos közleményünkben (SIMON & SZENTE, 2000) ismertetett módon történt. A növénymintákat elroncsoltuk, majd elemösszetételüket kezelésenként 3–3 ismétlésben ICP-AES technikával határoztuk meg a szennyvíziszap komposzt- és talajmintákhoz hasonlóan.

A kísérleti adatok feldolgozását Excel programmal végeztük.

A kísérleti eredmények ismertetése és értékelése

A szennyvíziszap komposzttal kezelt talaj elemösszetétele

Az 1. táblázat a kísérleti talaj és a kijuttatott szennyvíziszap komposzt elemösszetételét mutatja be az 1996. és 1997. évi kísérlet indításakor.

A szennyvíziszap komposzt P-tartalma meghaladja a kísérleti talajét, K-, Ca- és Mg-koncentrációja pedig kissé alacsonyabb annál. A mangán kivételével a szennyvíziszap komposzt „összes” nehézfém-, illetve mikroelem-koncentrációja magasabb a talajénál.

A talaj „összes” nehézfém-tartalma a legnagyobb terhelés (40 t/ha szennyvíziszap komposzt) hatására sem emelkedett meg számottevő mértékben, és a mért értékek jóval alatta maradtak a szennyvíziszap-hasznosítás és -elhelyezés esetén a talajban megengedhető mennyiségeknek (1. táblázat).

Jelen vizsgálat sorozathoz kapcsolódóan megállapítottuk, hogy a kísérleti parcellák talajába bekerült nehézfémek a tenyészidő (1997. május–október) alatt nem mosódtak le a talaj felső 0–20 cm-es rétegéből a mélyebb (20–40 ill. 40–60 cm-es) rétegekbe (nem közölt adatok).

2. táblázat

Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica (*Zea mays* L., Kiskun 4190 TC fajta) növényi szerveinek nehézfém-akkumulációjára 4–6 leveles korban (május 31.) illetve címerhányáskor (július 12.) szabadföldi kísérletben (Nyíregyháza, 1996)

(1) Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
µg/g						
<i>A. 4–6 leveles kukorica gyökere</i>						
Kontroll	0,23	12,0	11,8	46,9	< 0,1	128
10 t/ha	0,12	10,5	10,2	55,7	< 0,1	123
40 t/ha	0,20	32,0	14,2	37,7	< 0,1	166
<i>B. 4–6 leveles kukorica hajtása</i>						
Kontroll	0,13	2,9	9,9	60,7	< 0,1	138
10 t/ha	0,09	1,2	9,7	57,7	< 0,1	77
40 t/ha	0,13	1,3	10,5	57,0	< 0,1	130
<i>C. Levél címerhányáskor</i>						
Kontroll	< 0,05	1,07	9,6	44,7	< 0,1	59
10 t/ha	< 0,05	0,86	9,3	45,8	< 0,1	49
40 t/ha	0,07	0,55	9,8	35,2	< 0,1	79

A mérési adatok 3–3 ismétlés átlagai kezelésenként, az elemkoncentrációkat HNO₃/H₂O₂ feltárás után határoztuk meg

3. táblázat

Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica (*Zea mays* L., Kiskun 4190 TC fajta) növényi szerveinek nehézfém-akkumulációjára a tenyésztő végén betakarításkor (október 1.) szabadföldi kísérletben (Nyíregyháza, 1996)

(1) Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
µg/g						
<i>A. Gyökér</i>						
Kontroll	0,20	2,05	14,0	41,4	k.h.a.	36,4
10 t/ha	0,18	1,12	26,0	29,2	1,92	46,5
40 t/ha	0,32	1,71	14,0	30,6	1,86	93,7
<i>B. Szár</i>						
Kontroll	0,16	0,16	4,0	8,1	1,71	15,4
10 t/ha	0,14	0,36	7,0	10,8	1,65	33,1
40 t/ha	0,11	k.h.a.	3,0	7,6	k.h.a.	35,1
<i>C. Levél</i>						
Kontroll	0,18	0,48	12,0	77,3	4,40	39,3
10 t/ha	0,11	0,48	13,0	97,3	3,41	38,6
40 t/ha	0,20	1,04	13,0	70,0	4,07	164
<i>D. Csuhe</i>						
Kontroll	k.h.a.	2,03	3,0	27,7	k.h.a.	21,0
10 t/ha	k.h.a.	1,75	4,0	18,9	k.h.a.	16,4
40 t/ha	k.h.a.	2,48	5,0	20,0	k.h.a.	35,2
<i>E. Mag</i>						
Kontroll	k.h.a.	0,69	2,0	7,0	k.h.a.	24,9
10 t/ha	k.h.a.	0,71	3,0	13,8	k.h.a.	42,0
40 t/ha	k.h.a.	0,39	1,0	8,2	k.h.a.	28,8
<i>F. Torzsa</i>						
Kontroll	k.h.a.	2,69	2,0	5,3	k.h.a.	30,6
10 t/ha	k.h.a.	1,39	3,0	4,5	k.h.a.	18,9
40 t/ha	k.h.a.	1,01	2,0	6,6	k.h.a.	27,7
<i>G. Címer</i>						
Kontroll	0,14	3,17	9,6	74,3	3,77	46,5
10 t/ha	0,09	3,14	9,6	65,7	4,68	40,2
40 t/ha	0,13	3,18	10,1	67,0	5,12	86,0

k.h.a.: kimutatási határ alatti érték; A mérési adatok 3-3 ismételts átlagai kezelésenként, az elemkoncentrációkat $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ feltárás után határoztuk meg

Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nehézfém-akkumulációjára

A 2. táblázat a kukorica szennyvíziszap komposzt hatására kialakult nehézfém-akkumulációját szemlélteti a növény korai fejlődési stádiumaiban, az 1996. évi kísérlet során. A 40 t/ha szennyvíziszap komposzttal kezelt parcellákon a kukorica gyökere 4–6 leveles korban tendenciájában több krómot és cinket ak-

kumulált a kontrollnál, a hajtásban ez a többlet azonban nem volt megfigyelhető. A föld feletti szervekben gyakorlatilag egyik vizsgált nehézfém akkumulációjának mértéke sem nőtt meg jelentősen a kezelés hatására (a króm esetén tendenciájában inkább csökkenést figyelhettünk meg), egyedüli kivételt a 40 t/ha dózis esetén a levelekben mért több cink jelentett címerhányáskor. Előnyös, hogy az igen toxikus és mobilis kadmium sem került be számottevő mértékben a kukorica szerveibe, hasonlóképpen a kevésbé mobilis ólomhoz. A táblázatban nem szerepeltetett, de a szennyvíziszap komposztban jelenlévő többi nehézfém (pl. Hg, Ni, Co) a kimutatási határ alatt volt jelen a kukorica szerveiben.

Betakarításkor a fentiekhez hasonló jelenséget tapasztaltunk. A felvett Cu-, Mn- és Zn-koncentráció kisebb-nagyobb ingadozását figyeltük meg. A magvakban nem találtunk kimutatható mennyiségben kadmiumot és ólmot, a felvett cink mennyisége a kezelt kultúrákban megemelkedett ugyan, de nem toxikus mértékben (3. táblázat). A levelekben mért 164 mg/kg Zn-tartalom az átlagos értékeknél magasabb (a legtöbb mezőgazdasági növényben 100 mg/kg cink már 10 %-kal csökkenti a termésátlagot); ennek negatív hatását a termésátlagra

4. táblázat

Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica (*Zea mays* L., Kiskun 4190 TC fajta) növényi szerveinek mikroelem- és nehézfém-akkumulációjára 4–6 leveles korban (június 21.), címerhányáskor (július 23.), illetve betakarításkor (október 10.) szabadföldi kísérletben (Nyíregyháza, 1997)

(1) Kezelés	Cd	Cr	Cu	Mn	Pb	Zn
mg/kg						
<i>A. 4–6 leveles kukorica gyökere</i>						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	16,6	64,0	k.h.a.	129,0
20 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	9,9	39,9	k.h.a.	40,9
40 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	15,8	31,5	k.h.a.	45,4
<i>B. 4–6 leveles kukorica hajtása</i>						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	10,1	53,7	k.h.a.	30,5
20 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	9,5	64,3	k.h.a.	34,4
40 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	9,6	57,3	k.h.a.	37,2
<i>C. Levél címerhányáskor</i>						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	10,3	74,3	k.h.a.	31,3
20 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	10,3	79,7	k.h.a.	32,6
40 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	10,0	83,7	k.h.a.	38,6
<i>D. Mag betakarításkor</i>						
Kontroll	k.h.a.	k.h.a.	3,3	8,8	k.h.a.	25,5
20 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	2,5	5,9	k.h.a.	17,4
40 t/ha	k.h.a.	k.h.a.	3,2	6,8	k.h.a.	20,1

k.h.a.: kimutatási határ alatti érték. A mérési adatok 3–3 ismétlés átlagai kezelésenként, az elemkoncentrációkat $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ feltárás után határoztuk meg

azonban nem tapasztaltuk. A többi felvett nehézfém mennyisége elhanyagolható, az esszenciális mikroelemnek tekintett réz és mangán koncentrációja normálisnak tekinthető.

Az 1997. évi kísérletünk során észlelt megfigyelések összhangban vannak az előző évvel (v.ö. 2., 3. és 4. táblázat). Annak ellenére, hogy ebben az évben a szennyvíziszap komposztal több nehézfém került be a talajba, a kukorica kevesebb nehézfémet akkumulált, mint az előző évben (az 1996. és 1997. évi kísérleti parcellák elhelyezése nem egyezett meg egymással, kumulatív hatással tehát nem kellett számolnunk!). A kukorica szerveinek Cd-, Cr- és Pb-koncentrációja a kimutatási határ alatt maradt (4. táblázat).

A kukorica 4–6 leveles fejlődési stádiumakor a kezelt növények gyökerében és hajtásában egyik vizsgált nehézfém koncentrációja sem emelkedett meg számottevő mértékben (4. táblázat). A betakarított magvakban valamennyi felvett nehézfém koncentrációja alacsonyabb volt a kontrollénál. Az 1996-os kísérlet-sorozattal ellentétben ebben az évben nem regisztráltunk kiugróan magas Zn-tartalmat a levelekben (4. táblázat).

Összefoglalás

Két éves szabadföldi előkísérletben tanulmányoztuk 1996-ban és 1997-ben vályogos homok jellegű, gyengén savanyú barna erdőtalajon a nyíregyházi kommunális szennyvíziszap komposzt hatását a kukorica nehézfém-akkumulációjára. A kísérletben alkalmazott szennyvíziszap komposzt viszonylag szennyezetlen nehézfémekkel, a vizsgált nehézfémek (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb és Zn) közül a cink koncentrációja (855 mg/kg) volt a legmagasabb. A kísérleti parcellák talajába 0, 10 és 40 t/ha (1996), illetve 0, 10, 20 és 40 t/ha (1997) nedves szennyvíziszap komposztot dolgoztunk be a vetést megelőzően. A kukorica korai fejlődési stádiumaiban (4–6 leveles kor, címerhányás) néhány esetben megemelkedett a Zn-tartalom a gyökerekben illetve a levelekben. A betakarított magvakban azonban egyik nehézfém koncentrációja sem haladta meg a normális és megengedhető értékeket, annak ellenére, hogy 1996-ban betakarításkor a levelekben kiugróan magas Zn-koncentrációt (164 mg/kg) mértünk a 40 t/ha-os szennyvíziszap komposzt kezelés esetén.

A fenti előkísérlet jellegű munka több ismétléses tartamvizsgálat keretében történő folytatását tervezzük.

Ez a tanulmány az OTKA F 016906 számú kísérleti program támogatásával jött létre. Köszönet a Nyírségvíz Rt. (Nyíregyháza) támogatásáért.

Irodalom

- BERTA E. & OLÁH J., 1978. Szennyvíziszapok nehézfém tartalmának meghatározása és a hazai helyzet értékelése. VITUKI Közlemények. Budapest. 7–23.
- HENRY, L. C. & HARRISON, R. B., 1992. Fate of trace metals in sewage sludge compost. In: Biogeochemistry of Trace Metals. (Ed.: ADRIANO, D. C.) 195–216. Lewis Publishers. Boca Raton.
- JUSTE, C. & MENCH, M., 1992. Long term application of sewage sludge and its effect on metal uptake by crops. In: Biogeochemistry of Trace Metals. (Ed.: ADRIANO, D. C.) 159–193. Lewis Publishers. Boca Raton.
- MSz–10–509, 1992. Kommunális szennyvíziszapokból készült komposztok vizsgálata és minősítése. Magyar Szabvány. Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium. Budapest.
- SIMON L. & SZENTE K., 2000. Szennyvíziszap komposzt hatása a kukorica nitrogéntartalmára, néhány élettani jellemzőjére és hozamára. Agrokémia és Talajtan. 49. 231–246.
- TAMÁS J. & FILEP GY., 1995. Nehézfémforgalom vizsgálata szennyvíziszapokkal terhelt mezőgazdasági területeken. Agrokémia és Talajtan. 44. 419–427.
- VERMES L., 1998. Hulladékgazdálkodás, hulladékhasznosítás. Mezőgazda Kiadó. Budapest.

Érkezett: 1999. január 29.

Effect of Municipal Sewage Sludge Compost on the Heavy Metal Accumulation of Maize (*Zea mays* L.)

¹L. SIMON, ²J. PROKISCH and ²Z. GYŐRI

¹ College of Agriculture, Faculty of the Gödöllő University of Agricultural Sciences, Nyíregyháza, and ² Central Chemical Laboratory, University of Agricultural Sciences, Debrecen (Hungary)

Summary

Field experiments were set up in 1996 and 1997 to study the heavy metal (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb, and Zn) accumulation and distribution in maize (*Zea mays* L., cv. Kiskun 4190 TC) plants treated with sewage sludge compost. The plants were grown in a slightly acidic, loamy-sand textured brown forest soil amended with 0, 10 and 40 t/ha (1996), or 0, 10, 20 and 40 t/ha (1997) of wet municipal sewage sludge compost before sowing. The sewage sludge compost proved to be relatively uncontaminated with heavy metals; zinc was present in the highest concentration (855 mg/kg). In several cases young plants at the 4–6 leaf and tasselling stages had elevated levels of zinc in the roots and leaves. During the harvest in 1996 a high concentration of Zn (164 mg/kg) was detected in the leaves of maize treated with 40 t/ha of sewage sludge compost. In the harvested seeds, however, the level of accumulated heavy metals was low, and fell in the normal, permissible range.

Table 1. Elementary composition of the experimental soil and of the applied sewage sludge compost (Nyíregyháza, 1996 and 1997). (1) Element. (2) Soil. (3) Sewage sludge compost^a. (4) Limit value^b. (5) Soil + sewage sludge compost^c. (6) Limit value^d. ^aThe data are the mean analytical data of 3 mean samples; element concentrations were determined after digestion with HNO₃/H₂O₂. ^bMaximum heavy metal concentrations permissible in sewage sludge used for agricultural purposes (technical guidelines No. MI-08-1735:1990). ^cHeavy metal composition of the experimental soil after treatment with 40 t/ha sewage sludge compost in 1997. ^dMaximum heavy metal concentrations permissible in soil when using sewage sludge for agricultural purposes.

Table 2. Effect of sewage sludge compost on the heavy metal accumulation of the plant organs of maize (*Zea mays* L., cv. Kiskun 4190 TC) in the 4–6-leaf stage (May 31) and at tasselling (July 12) in a field experiment (Nyíregyháza, 1996). (1) Treatment. Maize in the 4–6-leaf stage: A. Roots. B. Shoots. C. Leaves at tasselling. *Note:* Data are the means of 3 replications/treatment; element concentrations were determined after digestion with HNO₃/H₂O₂.

Table 3. Effect of sewage sludge compost on the heavy metal accumulation of the plant organs of maize (*Zea mays* L., cv. Kiskun 4190 TC) at harvest (Oct 1) in a field experiment (Nyíregyháza, 1996). (1) Treatment. A. Roots. B. Stalks. C. Leaves. D. Husks. E. Grain. F. Cob. G. Tassel. k.h.a.: Value below the detection limit. *Note:* See Table 2.

Table 4. Effect of sewage sludge compost on the heavy metal accumulation of the plant organs of maize (*Zea mays* L., cv. Kiskun 4190 TC) in the 4–6-leaf stage (June 21), at tasselling (July 23) and at harvest (Oct 10) in a field experiment (Nyíregyháza, 1997). (1) Treatment. A. Roots of maize in the 4–6-leaf stage. B. Shoots of maize in the 4–6-leaf stage. C. Leaves at tasselling. D. Grain at harvest. *Note:* see Table 2.